

## تأثیر زغال زیستی باگاس نیشکر بر توزیع شکل‌های شیمیایی روی در یک خاک آهکی

اکبر کریمی<sup>۱</sup> - عبدالامیر معزی<sup>۲\*</sup> - مصطفی چرم<sup>۳</sup> - نعیمه عنایتی ضمیر<sup>۴</sup>

تاریخ دریافت: ۱۳۹۷/۰۶/۱۹

تاریخ پذیرش: ۱۳۹۸/۰۴/۰۱

## چکیده

هدف از این پژوهش بررسی تأثیر کاربرد زغال‌های زیستی تهیه شده از باگاس نیشکر در دماهای مختلف بر تغییرات شکل‌های شیمیایی روی در یک خاک آهکی بود. به این منظور زغال‌های زیستی تهیه شده در دماهای ۲۰۰ (B200)، ۳۵۰ (B350) و ۵۰۰ (B500) درجه سلسیوس در سطوح ۱ و ۲ درصد وزنی با نمونه خاک ترکیب شدند. نمونه‌ها به مدت سه ماه در شرایط انکوباسیون و در دمای ثابت نگهداری شدند. در پایان آزمایش از خاک‌های تیمار شده نمونه‌برداری شد و برخی ویژگی‌های شیمیایی خاک و شکل‌های شیمیایی روی در خاک اندازه‌گیری شدند. نتایج نشان داد کاربرد هر سه نوع زغال زیستی سبب افزایش ظرفیت تبادل کاتیونی و کربن آلی خاک شد. pH خاک در تیمارهای B200 کاهش یافت، اما در تیمارهای B350 و B500 افزایش یافت. غلظت شکل تبدالی روی در خاک تیمار شده با زغال‌های زیستی B500، B350 و B200 به ترتیب ۵/۲ و ۱۴/۲ درصد کاهش یافت، اما در تیمار B200، ۱۷/۰ درصد افزایش یافت. کاربرد هر یک از زغال‌های زیستی B200، B350 و B500 سبب افزایش شکل‌های کربناتی (به ترتیب ۴/۵، ۱۳/۲ و ۲۳/۳ درصد) و آلی (به ترتیب ۸۳/۳، ۶/۳ و ۹/۲ درصد) روی در خاک شد. کم‌ترین غلظت شکل باقی‌مانده روی مربوط به خاک تیمار شده با زغال زیستی B200 بود. نتایج همچنین نشان داد که بیش‌ترین تغییرات شکل‌های شیمیایی روی در خاک مربوط به سطح کاربرد ۲ درصد زغال‌های زیستی بود. به‌طور کلی می‌توان نتیجه‌گیری کرد کاربرد زغال زیستی تهیه شده از باگاس نیشکر در دمای گرم‌اکافت ۲۰۰ درجه سلسیوس (به‌ویژه در سطح ۲ درصد وزنی) می‌تواند با کاهش شکل باقی‌مانده روی و افزایش شکل‌های با فراهمی نسبتاً بیش‌تر از جمله شکل تبدالی، در بهبود فراهمی روی در خاک‌های آهکی مؤثر باشد.

واژه‌های کلیدی: اصلاح‌کننده‌های آلی، دمای گرم‌اکافت، عصاره‌گیری دنباله‌ای، فراهمی روی

## مقدمه

(۱۸). اما در بیش از ۵۶ درصد اراضی کشاورزی ایران غلظت روی قابل دسترس کم‌تر از ۰/۷۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم است (۳۶).  
تحرک و فراهمی روی در خاک افزون بر مقدار کل، به شکل‌های شیمیایی آن در خاک بستگی دارد. بنابراین جهت برآورد صحیح از شرایط روی در خاک و قابلیت استفاده آن برای گیاهان، لازم است که شکل‌های شیمیایی آن در خاک بررسی گردد (۴۴ و ۴۶). روی در خاک می‌تواند با ترکیبات گوناگون پیوند برقرار کند و به شکل‌های مختلف محلول و تبدالی (شکل تبدالی)، پیوند شده با کربنات‌ها (شکل کربناتی)، پیوند شده با مواد آلی (شکل آلی)، پیوند شده با اکسیدهای آهن و منگنز (شکل اکسیدی) و یا در ساختمان کانی‌های اولیه (شکل باقی‌مانده) وجود دارد. قدرت پیوند روی با ترکیبات گوناگون در خاک متفاوت بوده و قابلیت نگهداری و آزادسازی آن متفاوت خواهد بود (۳۲ و ۴۶). شکل تبدالی روی متحرک بوده و به آسانی برای گیاهان قابل دسترس است. شکل باقی‌مانده روی نسبتاً غیر فعال است و سایر شکل‌های روی با توجه به ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک می‌توانند نسبتاً فعال بوده و منبعی قابل دسترس برای گیاهان باشند

فراهمی عناصر غذایی کم‌مصرف یکی از عوامل مؤثر در بهبود عملکرد و تغذیه گیاهان و سلامت جوامع بشری است. روی یکی از عناصر غذایی کم‌مصرف ضروری برای گیاهان است که نقش بسیار مهمی در عملکرد و فیزیولوژی گیاهان دارد (۳۴). کمبود روی در گیاهان زراعی یکی از گسترده‌ترین و رایج‌ترین کمبودهای عناصر غذایی در خاک به‌ویژه در خاک‌های آهکی مناطق خشک و نیمه خشک می‌باشد (۹ و ۳۴). مواد آلی کم، pH بالا و مقدار کربنات کلسیم از جمله عواملی هستند که سبب کاهش فراهمی روی در خاک‌های آهکی می‌شوند (۹ و ۳۴). با این‌که مقدار روی کل در خاک‌های آهکی ایران به‌طور میانگین ۷۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم است

۱، ۲، ۳ و ۴ - به ترتیب دانشجوی دکتری، دانشیار، استاد و دانشیار گروه علوم و مهندسی خاک، دانشگاه شهید چمران اهواز

\* - نویسنده مسئول  
(Email: moezzi151@scu.ac.ir)

DOI: 10.22067/jsw.v0i0.75162

(۳۲ و ۴۱).

استفاده از اصلاح کننده‌های آلی و افزایش مواد آلی خاک می‌تواند در توزیع دوباره روی در خاک و فراهمی آن، به‌ویژه در خاک‌های آهکی مناطق خشک و نیمه خشک با مواد آلی بسیار کم مؤثر باشد (۴۷). یکی از اصلاح کننده‌های آلی که در سال‌های اخیر کاربرد آن در خاک مورد توجه قرار گرفته است، زغال زیستی می‌باشد. زغال زیستی یک ماده متخلخل و غنی از کربن است که از تجزیه حرارتی زیست‌توده‌ها در شرایط بدون اکسیژن یا اکسیژن محدود تهیه می‌شود (۲۲ و ۳۳). نتایج مطالعات نشان داده است که کاربرد زغال زیستی به‌عنوان یک اصلاح کننده آلی خاک با تحت تأثیر قرار دادن ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک (۲۲ و ۳۹) و فعالیت میکروبی خاک (۲۲ و ۳۷)، در بهبود کیفیت و حاصلخیزی خاک و به‌دنبال آن افزایش رشد و عملکرد گیاهان مؤثر می‌باشد (۳۳).

افزودن زغال زیستی به خاک با توجه به ویژگی‌های آن می‌تواند توزیع شکل‌های شیمیایی روی میان ترکیبات مختلف فاز جامد خاک را تحت تأثیر قرار دهد (۳۳). از سویی فراهمی و تحرک روی در خاک‌های تیمار شده با زغال زیستی به ویژگی‌های خاک از جمله pH، مواد آلی خاک و ظرفیت تبادل کاتیونی (CEC) و ویژگی‌های زغال زیستی مانند pH، درصد کربن آلی، CEC، گروه‌های عاملی و ویژگی‌های ساختاری آن بستگی دارد (۳ و ۳۳). از سویی دیگر ویژگی‌های زغال زیستی به نوع زیست‌توده و دمای گرم‌کافت آن بستگی دارد (۲۲ و ۳۳). بنابراین تأثیر زغال‌های زیستی تهیه شده در دماهای متفاوت، بر تغییرات شکل‌های شیمیایی روی در خاک متفاوت می‌باشد. سالانه بیش از ۴/۳ میلیون تن باگاس نیشکر در کشور و عمدتاً در استان خوزستان تولید می‌شود که بخش عمده آن انبار شده و یا سوزانده می‌شود (۲۸). با توجه به این‌که تاکنون مطالعات چندانی در زمینه تأثیر زغال‌های زیستی مختلف بر شکل‌های شیمیایی روی در خاک‌های آهکی ایران انجام نشده است. بنابراین هدف از این پژوهش بررسی تأثیر زغال‌های زیستی تهیه شده از باگاس نیشکر در دماهای مختلف (۲۰۰، ۳۵۰ و ۵۰۰ درجه سلسیوس) بر غلظت و توزیع شکل‌های شیمیایی روی در یک خاک آهکی بود.

## مواد و روش‌ها

### تهیه زغال‌های زیستی و اندازه‌گیری ویژگی‌های آن‌ها

در این پژوهش از زیست‌توده باگاس نیشکر برای تهیه زغال‌های زیستی استفاده شد. زیست‌توده باگاس نیشکر از کشت و صنعت نیشکر دهخدا در شهرستان اهواز تهیه شد. باگاس نیشکر ابتدا هوا خشک شده و پس از آسیاب کردن، از الک ۲ میلی‌متری عبور داده شدند. سپس در آن در دمای ۱۰۵ درجه سلسیوس خشک شدند

(۳۸). زغال‌های زیستی باگاس نیشکر بر اساس روش پیشنهادی کانترل و همکاران (۵) در شرایط بدون اکسیژن در کوره الکتریکی و در دماهای ۲۰۰، ۳۵۰ و ۵۰۰ درجه سلسیوس به مدت ۳ ساعت و با نرخ افزایش دمای ۵ درجه سلسیوس در دقیقه تهیه شدند. برای ایجاد شرایط بدون اکسیژن از جریان گاز نیتروژن استفاده شد (۵). سپس از هر یک از زغال‌های زیستی یک زیرنمونه برداشت شد و ویژگی‌های آن‌ها اندازه‌گیری شدند. pH و هدایت الکتریکی در عصاره ۱:۱۰ زغال زیستی به آب دیونیزه (۳۸)، عملکرد، درصد خاکستر و درصد کربن تثبیت شده به‌روش سینگ و همکاران (۳۸)، ظرفیت تبادل کاتیونی به‌روش اصلاح شده جانشین با اسات آمونیوم (۱۱) و محتوای کربن، نیتروژن، هیدروژن و گوگرد با دستگاه analyzers (Vario EL III) CHNS اندازه‌گیری شد. برای اندازه‌گیری غلظت عناصر غذایی فسفر، پتاسیم و روی در زغال‌های زیستی از روش سوزاندن خشک و هضم نمونه‌های خاکستر در اسید نیتریک غلیظ و آب اکسیژنه استفاده شد (۳۸). در عصاره‌های تهیه شده، غلظت پتاسیم با استفاده از دستگاه فلیم‌فوتومتر (Corning 410)، غلظت فسفر به روش رنگ‌سنجی و توسط دستگاه اسپکتروفتومتر (Apel PD-303 UV) و غلظت روی با دستگاه جذب اتمی اسپکترومتری (Shimadzu 6300 AA) اندازه‌گیری شد.

### نمونه‌برداری خاک و آزمایش انکوباسیون

نمونه خاک مورد مطالعه از زمین‌های زراعی دانشکده کشاورزی دانشگاه شهید چمران اهواز از عمق ۲۰-۰ سانتی‌متری نمونه‌برداری شد. نمونه خاک پس از انتقال به آزمایشگاه، هوا-خشک شده و از الک ۲ میلی‌متری عبور داده شد. سپس برخی از ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک اندازه‌گیری شد (۶). غلظت عناصر غذایی در خاک (۶) و همچنین غلظت قابل جذب روی در خاک با استفاده از عصاره‌گیر DTPA اندازه‌گیری و با دستگاه جذب اتمی اسپکترومتری قرائت شد (۳۳).

این پژوهش به‌صورت آزمایش فاکتوریل، با دو فاکتور نوع زغال زیستی (شامل بدون کاربرد زغال زیستی یا شاهد (C) و زغال‌های زیستی باگاس نیشکر تهیه شده در دماهای ۲۰۰ (B200)، ۳۵۰ (B350) و ۵۰۰ (B500) درجه سلسیوس) و سطح زغال زیستی (۱ و ۲ درصد وزنی)، در قالب طرح کاملاً تصادفی در سه تکرار و در شرایط آزمایشگاهی انجام شد. زغال‌های زیستی در دو سطح ۱ و ۲ درصد وزنی به‌طور یکنواخت با ۳۰۰ گرم خاک مخلوط شدند و در ظروف پلاستیکی مناسب نگهداری شدند. رطوبت نمونه‌ها (مخلوط خاک-زغال زیستی) با افزودن آب مقطر به‌روش اسپری، در حد ۸۰ درصد ظرفیت زراعی تنظیم شد و تا پایان آزمایش به‌صورت وزنی کنترل گردید. نمونه‌ها به مدت ۳ ماه در شرایط کنترل شده و در دمای ۲۵±۲ نگهداری شدند.

بافتی لومی، آهکی، غیر شور و دارای مقدار ماده آلی کم بود (جدول ۱). همچنین غلظت روی در خاک کم‌تر از حد بحرانی بود (جدول ۲). برخی ویژگی‌های زغال‌های زیستی در جدول ۳ آمده است. به‌طور کلی در اثر تغییر دمای گرماکافت تمامی ویژگی‌های زغال‌های زیستی تغییر کردند (جدول ۳). بدین ترتیب که کم‌ترین و بیش‌ترین مقادیر pH، EC، درصد خاکستر، فسفر، پتاسیم و روی به‌ترتیب مربوط به زغال‌های زیستی تهیه شده در دماهای ۲۰۰ و ۵۰۰ درجه سلسیوس بود (جدول ۳). بیش‌تر بودن pH و EC در زغال زیستی B500 می‌تواند به‌دلیل بیش‌تر بودن تجمع کاتیون‌های قلیایی از جمله پتاسیم در این زغال زیستی باشد. همچنین بیش‌تر بودن غلظت فسفر، پتاسیم و روی در این زغال زیستی را می‌توان به کاهش عملکرد و افزایش تغلیط عناصر در آن نسبت داد. بیش‌ترین و کم‌ترین مقادیر CEC، درصد هیدروژن و درصد اکسیژن و نسبت‌های اتمی هیدروژن به کربن (H/C) و اکسیژن به کربن (O/C) به‌ترتیب مربوط به زغال‌های زیستی B200 و B500 بود (جدول ۳). کاهش درصد اکسیژن و هیدروژن و نسبت‌های O/C و H/C، به این دلیل است که در دماهای بالای گرماکافت به‌دلیل فرآیندهای آب‌زدایی و هیدروژن‌زدایی و همچنین خروج سلولز، لیگنین و پکتین که از اجزای اصلی تشکیل دهنده زیست‌توده‌های آلی می‌باشند، مقادیری از اکسیژن و هیدروژن از زیست توده خارج می‌شود (۱۱، ۱۹ و ۴۹). مقادیر کم نسبت‌های H/C و O/C زغال‌های زیستی نشان‌دهنده پایدار بودن کربن آن‌ها می‌باشد (۱۹ و ۴۹). نتایج آنالیز عنصری نشان داد بیش‌ترین درصد نیتروژن و کربن مربوط به زغال زیستی B350 بود (جدول ۳). کم‌تر بودن کربن و نیتروژن در زغال زیستی B500 در مقایسه با B350 احتمالاً به دلیل خروج کربن از فاز جامد زغال زیستی و خروج نیتروژن در اثر انتشار آمونیاک و سایر ترکیبات فرار نیتروژن‌دار باشد (۱۹). همچنین بیش‌تر بودن کربن زغال زیستی B350 نسبت به B200 به این دلیل است که با افزایش دمای گرماکافت از ۲۰۰ به ۳۰۰ درجه سلسیوس، عملکرد زغال زیستی کاهش یافت (جدول ۳) و در اثر کاهش عملکرد، کربن موجود در ساختار زغال زیستی تغلیط می‌شود (۱۹).

## اندازه‌گیری شکل‌های شیمیایی روی و ویژگی‌های شیمیایی خاک

پس از سه ماه نمونه‌ها هوا خشک شده و از الک ۲ میلی‌متری عبور داده شدند. برای ارزیابی تأثیر زغال‌های زیستی بر تغییرات ویژگی‌های شیمیایی خاک، pH، CEC، کربن آلی و کربن آلی محلول خاک به‌عنوان ویژگی‌های مؤثر در تغییرات شکل‌های شیمیایی روی در خاک اندازه‌گیری شدند. بدین ترتیب pH نمونه‌ها در عصاره ۱:۱ خاک به آب دیونیزه، CEC به روش استات سدیم (۶)، کربن آلی کل (TOC) به روش اکسیداسیون تر (۳۰) و کربن آلی محلول (DOC) در عصاره ۱ به ۲ خاک به آب دیونیزه اندازه‌گیری شد (۷ و ۳۰). غلظت روی قابل دسترس در خاک با عصاره‌گیر DTPA اندازه‌گیری شد (۲۳). شکل‌های شیمیایی روی در نمونه‌ها به‌روش عصاره‌گیری دنباله‌ای تسیر و همکاران (۱۹۷۹) اندازه‌گیری شد (۴۳). این روش، روی را به شکل‌های تبادل، پیوند شده با کربنات‌ها، پیوند شده با مواد آلی، پیوند شده با اکسیدهای آهن و منگنز و باقیمانده جدا می‌کند (جدول ۳). غلظت روی در عصاره‌های تهیه شده توسط دستگاه جذب اتمی اسپکترومتری (AA Shimadzu6300) اندازه‌گیری شد.

## تحلیل آماری داده‌ها

تجزیه و تحلیل آماری داده‌ها و بررسی همبستگی میان شکل‌های شیمیایی روی در خاک با استفاده از نرم‌افزارهای SPSS و GENSTAT همچنین مقایسه میانگین داده‌ها با استفاده از آزمون چند دامنه‌ای دانکن در سطح احتمال پنج درصد انجام شد.

## نتایج و بحث

### ویژگی‌های خاک و زغال‌های زیستی

در جداول ۱ و ۲ برخی ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی و غلظت اولیه عناصر در خاک مطالعه شده آمده است. خاک مورد مطالعه دارای

جدول ۱- برخی ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی اندازه‌گیری شده در خاک مورد مطالعه  
Table 1- Selected physico-chemical properties of the soil used in this study

ویژگی Property	شن Sand	سیلت Silt	رس Clay	کربن آلی OM	کربنات کلسیم معادل CCE	ظرفیت تبادل کاتیونی CEC	هدایت الکتریکی EC <sub>e</sub>	پهائش pH
واحد Unit				%		cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup>	dS m <sup>-1</sup>	-
مقدار Value	40.6	38.0	21.4	0.41	41.3	12.6	2.45	7.7

جدول ۲- غلظت اولیه برخی عناصر اندازه گیری شده در خاک مورد مطالعه

Table 2- Concentration of selected elements in the soil used in this study

ویژگی Property	نیترژن کل Total N	فسفر قابل دسترس NaHCO <sub>3</sub> -extractable P	پتاسیم قابل دسترس NH <sub>4</sub> OAc-extractable K	روی کل Total Zn	روی قابل دسترس DTPA-extractable Zn
واحد Unit	g kg <sup>-1</sup>				
مقدار Value	0.36	13.5	273	56.5	0.51

جدول ۳- برخی ویژگی های فیزیکی و شیمیایی زغال های زیستی استفاده شده در این پژوهش

Table 3- Selected physico-chemical properties of biochars used in this study

ویژگی Property	واحد Unit	زغال زیستی ۲۰۰°C 200°C Biochar (B200)	زغال زیستی ۳۵۰°C 350°C Biochar (B350)	زغال زیستی ۵۰۰°C 500°C Biochar (B500)
پهش pH (1:10)	-	6.78 ± 0.09	8.59 ± 0.15	9.72 ± 0.13
هدایت الکتریکی EC (1:10)	dS m <sup>-1</sup>	0.860 ± 0.007	0.953 ± 0.009	1.056 ± 0.018
ظرفیت تبادل کاتیونی CEC	cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup>	33.85 ± 0.90	29.92 ± 1.49	22.85 ± 1.04
عملکرد Yield	%	67.11 ± 3.74	47.53 ± 0.41	43.54 ± 3.28
خاکستر Ash	%	12.40 ± 0.72	29.47 ± 0.41	54.73 ± 0.42
مواد فرار Volatile matter (VM)	%	78.88 ± 1.26	49.55 ± 1.03	35.33 ± 0.87
کربن تثبیت شده Fixed carbon (FC)	%	8.39 ± 0.73	22.31 ± 0.48	31.67 ± 0.47
نسبت VM/FC VM/FC Ratio	-	9.40 ± 0.27	2.22 ± 0.11	1.12 ± 0.24
کربن C	%	45.15 ± 1.94	56.11 ± 1.07	39.08 ± 0.93
هیدروژن H	%	2.604 ± 0.048	1.598 ± 0.096	0.588 ± 0.013
نیترژن N	%	0.575 ± 0.021	0.805 ± 0.012	0.693 ± 0.009
اکسیژن O	%	38.98 ± 0.34	11.59 ± 0.31	4.48 ± 0.12
نسبت هیدروژن به کربن H/C Ratio	-	0.692 ± 0.027	0.342 ± 0.021	0.181 ± 0.011
نسبت اکسیژن به کربن O/C Ratio	-	0.648 ± 0.023	0.155 ± 0.012	0.086 ± 0.008
فسفر P	g kg <sup>-1</sup>	0.156 ± 0.01	0.234 ± 0.01	0.786 ± 0.03
پتاسیم K	g kg <sup>-1</sup>	0.816 ± 2.6	2.47 ± 1.2	6.55 ± 0.71
روی Zn	mg kg <sup>-1</sup>	23.45 ± 1.15	40.68 ± 0.47	62.5 ± 0.70

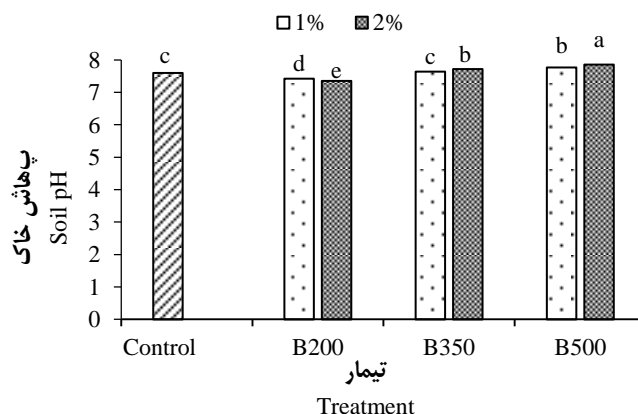
سطح زغال زیستی و اثر متقابل آن ها بر pH، CEC، کربن آلی کل و کربن آلی محلول خاک معنی دار بود (جدول ۴). روند تغییرات pH خاک در اثر کاربرد زغال های زیستی تهیه شده در دماهای مختلف متفاوت بود.

تأثیر کاربرد زغال های زیستی بر pH، CEC، کربن آلی کل و کربن آلی محلول خاک  
نتایج تجزیه واریانس داده ها نشان داد اثر اصلی نوع زغال زیستی،

جدول ۴- تجزیه واریانس (میانگین مربعات) تاثیر تیمارها بر pH، CEC، کربن آلی کل و محلول خاک

Table 4- Variance analysis (mean squares) of the treatments effects on pH, CEC, TOC and DOC.

منابع تغییرات S.O.V	درجه آزادی df	په‌هاش pH	ظرفیت تبادل کاتیونی CEC	کربن آلی کل TOC	کربن آلی محلول DOC
نوع زغال زیستی Biochar type	3	0.281**	0.874**	0.165**	43.6*
سطح زغال زیستی Biochar rate	1	0.005*	0.674**	0.122**	136.1**
نوع × سطح Rate×Type	3	0.013**	0.269*	0.001**	57.5**
خطا Error	16	0.001	0.048	0.0001	7.4
ضریب تغییرات CV (%)		0.30	1.39	1.64	6.71



شکل ۱- pH خاک در تیمارهای مختلف زغال زیستی

Figure 1- Soil pH at different biochar treatments

میانگین‌های دارای حروف مشترک بر اساس آزمون چند دامنه‌ای دانکن اختلاف معنی‌داری ( $P \leq 0.05$ ) ندارند.

Means similar letter(s) are not significantly different, according to the Duncan's -test at 5% probability level.

افزایش pH خاک می‌شوند (۳). همچنین هیدروکسیدها و کربنات‌های موجود در زغال‌های زیستی می‌توانند سبب افزایش pH خاک شوند (۳). نتایج پژوهش الوابل و همکاران (۲) نیز نشان داد در اثر افزودن زغال زیستی کنوکارپوس تهیه شده در دمای ۴۰۰ درجه سلسیوس به یک خاک آهکی pH خاک به‌طور معنی‌داری افزایش یافت. کاهش pH خاک در تیمار B200 می‌تواند به این دلیل باشد که این نوع زغال زیستی دارای گروه‌های عامل اسیدی زیادی بوده و اکسیداسیون زغال زیستی در خاک سبب آزاد شدن گروه‌های عاملی اسیدی در خاک و به‌دنبال آن سبب کاهش pH خاک می‌شود (۱۴). همچنین زغال‌های زیستی تهیه شده در دماهای گرم‌اکافت پایین به‌دلیل تجزیه مولکول‌های آلی کوچک آن‌ها، افزایش کربن آلی محلول خاک و به‌دنبال آن افزایش فعالیت میکروبی و تولید اسیدهای آلی می‌توانند در کاهش pH خاک مؤثر باشند (۲۴ و ۲۵). خادم و همکاران (۲۰) گزارش کردند کاربرد سطوح ۰/۵ و ۱ درصد زغال زیستی تهیه شده از

بدین ترتیب که کاربرد زغال زیستی B200 در سطوح ۱ و ۲ درصد سبب کاهش معنی‌دار pH خاک شد (شکل ۱). در حالی که کاربرد هر دو سطح ۱ و ۲ درصد زغال زیستی B500 سبب افزایش معنی‌دار pH خاک شد. همچنین اگرچه کاربرد زغال زیستی B350 در سطح ۱ درصد اثر معنی‌داری بر pH خاک نداشت. اما کاربرد آن در سطح ۲ درصد سبب افزایش معنی‌دار pH خاک شد (شکل ۱). به‌طور کلی نتایج نشان داد کاربرد زغال‌های سطحی در سطح ۲ درصد در مقایسه با سطح ۱ درصد اثر بیش‌تری بر تغییرات pH خاک داشت. Yue و همکاران (۴۶) نیز گزارش کردند سطوح بالای زغال زیستی تأثیر بیش‌تری در تغییرات pH خاک دارند.

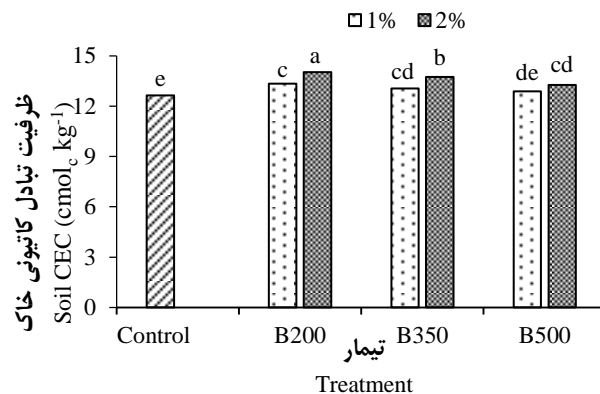
افزایش pH خاک بر اثر کاربرد زغال زیستی B500، می‌تواند به‌دلیل pH بالای آن و مقدار بیش‌تر کاتیون‌های قلیایی مانند پتاسیم و سدیم در بخش خاکستر آن باشد (جدول ۳). چرا که این کاتیون‌های قلیایی به آسانی در محلول خاک حل شده و سبب

معنی‌دار CEC خاک شد. نتایج آن‌ها همچنین نشان داد که زغال‌های زیستی تهیه شده در دماهای پایین‌تر تاثیر بیش‌تری در افزایش CEC خاک داشتند. لایرد و همکاران (۲۱) نیز با انجام پژوهشی گزارش کردند CEC خاک در اثر کاربرد زغال زیستی چوب بلوط در سطوح ۱ و ۲ درصد وزنی، بیش از ۲۱ درصد افزایش یافت.

کربن آلی کل خاک در تمامی تیمارهای کاربرد زغال‌های زیستی به‌طور معنی‌داری بیش‌تر از تیمار شاهد بود (شکل ۳). افزایش کربن آلی کل خاک در اثر افزودن زغال زیستی به خاک به‌دلیل درصد بالای کربن زغال‌های زیستی می‌باشد. که توسط بسیاری از پژوهش‌گران نیز گزارش شده است (۱۶، ۱۷، ۲۶ و ۲۷). بیش‌ترین مقدار کربن آلی خاک در سطح کاربرد ۲ درصد در تیمار B350 (۱/۳۲ درصد) و کم‌ترین مقدار آن در تیمار شاهد (۰/۴۲ درصد) مشاهده شد. بیشتر بودن کربن آلی خاک در تیمارهای ۱ و ۲ درصد B350 به‌دلیل بیشتر بودن مقدار کربن آلی زغال‌های زیستی B350 بود (جدول ۳). کربن آلی خاک در تیمارهای سطح کاربرد ۲ درصد به‌طور معنی‌داری بیش‌تر از تیمارهای سطح کاربرد ۱ درصد بود. به‌طور کلی ترتیب کربن آلی در تیمارهای مختلف به‌صورت  $B200 < B500 < B350 < C$  بود. با این‌که درصد کربن در زغال زیستی B200 بیش‌تر از B500 بود، اما کربن آلی خاک در تیمارهای B500 بیش‌تر از B200 بود. این نتیجه به دلیل بیش‌تر بودن کربن تثبیت شده و همچنین پایین بودن نسبت مواد فرار به کربن تثبیت شده (VM/FC)، H/C و O/C در زغال زیستی B500 در مقایسه با B200 بود (جدول ۳). هر چه کربن تثبیت شده زغال زیستی بیش‌تر و نسبت‌های FC، H/C و O/C در زغال زیستی کم‌تر باشند، پایداری کربن زغال زیستی بیش‌تر است (۴۹) در دماهای بالای گرماکافت در اثر واکنش‌های دهیدراته شدن و دکربوکسیله شدن گروه‌های عامل سطحی زغال‌های زیستی خارج شده و ساختارهای آروماتیک کربن تشکیل می‌شوند که پایداری بسیار بالایی در خاک دارند (۱۱ و ۴۹).

ذرت در دماهای ۲۰۰ درجه سلسیوس سبب کاهش معنی‌دار pH خاک رسی آهکی شد. در حالی‌که کاربرد این سطوح زغال‌های زیستی تهیه شده در دماهای ۴۰۰ و ۶۰۰ درجه سلسیوس سبب افزایش معنی‌دار pH خاک شد. به‌طور مشابه ایپولیتو و همکاران (۱۶) گزارش کردند کاربرد زغال زیستی چمن ترکه (*Switchgrass*) تهیه شده در دماهای ۲۵۰ و ۵۰۰ درجه سلسیوس به‌ترتیب سبب کاهش و افزایش pH خاک آهکی شد. همچنین نتایج پژوهش لیو و زانگ (۲۵) نشان داد در اثر کاربرد زغال‌های زیستی چوب کاج و اقایا در چند نوع خاک قلیایی و آهکی با بافت‌های متفاوت، pH خاک‌ها به‌طور معنی‌داری کاهش یافت. آن‌ها دلایل کاهش pH خاک‌ها را انحلال کربنات‌ها و محدود شدن هیدرولیز آن‌ها و همچنین تولید اسیدهای آلی ناشی از تجزیه شدن مواد آلی، در اثر افزودن زغال زیستی گزارش کردند. کاهش pH خاک آهکی در اثر کاربرد زغال زیستی توسط صادق‌زاده و همکاران (۳۵) نیز گزارش شده است.

در اثر کاربرد تمامی تیمارهای زغال زیستی CEC خاک افزایش یافت (شکل ۲). بیش‌ترین و کم‌ترین مقدار افزایش CEC خاک به‌ترتیب مربوط به تیمارهای B200 در سطح کاربرد ۲ درصد (۱۱/۰ درصد) و B500 در سطح کاربرد ۱ درصد (۱/۹ درصد) بود. تأثیر کاربرد زغال‌های زیستی در سطح ۲ درصد در افزایش CEC خاک بیش‌تر از تیمارهای سطح ۱ درصد بود. به‌طور کلی ترتیب CEC در تیمارهای مختلف زغال زیستی بدین ترتیب بود:  $B350 < B200 < B500 < C$ . دلیل افزایش CEC خاک در اثر کاربرد زغال زیستی، سطح ویژه بالای زغال زیستی و ساختار متخلخل آن و همچنین تراکم بار سطحی و وجود گروه‌های عاملی اکسیژن‌دار از جمله کربونیل، کربوکسیل بر روی سطح زغال زیستی می‌باشد (۲۱). به‌طور مشابه با این پژوهش نعیم و همکاران (۲۷) گزارش کردند افزودن زغال‌های زیستی کاه گندم و کاه برنج تهیه شده در دماهای مختلف (۳۰۰، ۴۰۰ و ۵۰۰ درجه سلسیوس) به یک خاک آهکی سبب افزایش

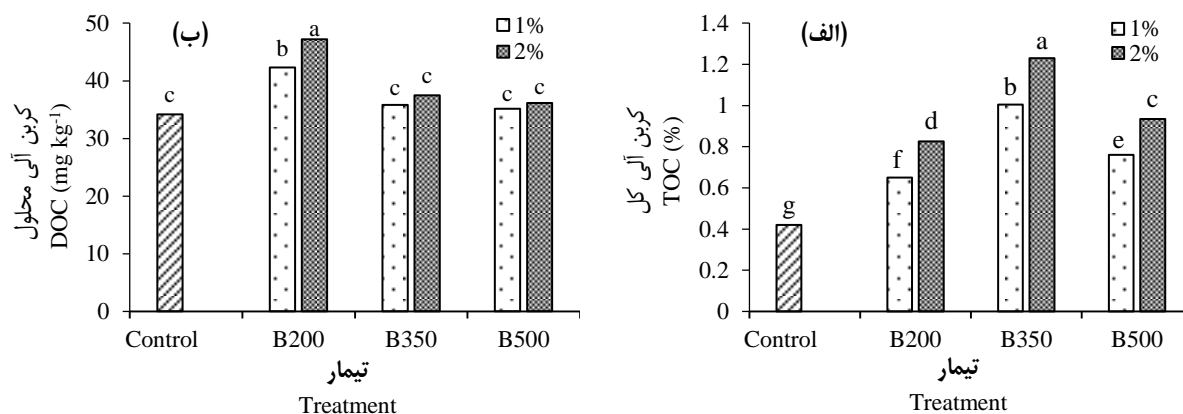


شکل ۲- ظرفیت تبادل کاتیونی خاک در تیمارهای مختلف زغال زیستی

Figure 2- Soil CEC at different biochar treatments

میانگین‌های دارای حروف مشترک بر اساس آزمون چند دامنه‌ای دانکن اختلاف معنی‌داری ( $P \leq 0.05$ ) ندارند.

Means similar letter(s) are not significantly different, according to the Duncan's -test at 5% probability level.



شکل ۳- کربن آلی کل (الف) و کربن آلی محلول (ب) خاک در تیمارهای مختلف زغال زیستی

Figure 3- Soil TOC and DOC at different biochar treatments

میانگین‌های دارای حروف مشترک بر اساس آزمون چند دامنه‌ای دانکن اختلاف معنی‌داری ( $P \leq 0.05$ ) ندارند.

Means similar letter(s) are not significantly different, according to the Duncan's -test at 5% probability level.

شکل تبدالی روی در خاک معنی‌دار بود (جدول ۵). افزودن زغال‌های زیستی B200 و B500 به ترتیب سبب افزایش و کاهش معنی‌دار غلظت شکل تبدالی روی در خاک شد (جدول ۶). در حالی که کاربرد سطح ۱ درصد زغال زیستی B350 اثر معنی‌داری بر غلظت شکل تبدالی روی در خاک نداشت. اما سطح ۲ درصد این زغال زیستی سبب کاهش روی تبدالی شد. شکل تبدالی روی در اثر کاربرد سطوح ۱ و ۲ درصد زغال زیستی B200 به ترتیب ۱۲/۵ و ۲۱/۶ درصد افزایش یافت. همچنین شکل تبدالی روی در تیمارهای ۱ و ۲ درصد زغال زیستی B500 و ۱ درصد زغال زیستی B350 در مقایسه با تیمار شاهد به ترتیب ۹/۳، ۱۹/۰ و ۹/۵ درصد کم‌تر بود. در همه تیمارهای زغال زیستی تأثیر سطوح ۲ درصد بر تغییر غلظت شکل تبدالی روی به طور معنی‌داری بیش‌تر از سطوح ۱ درصد بود (جدول ۶).

pH خاک مهم‌ترین فاکتور موثر در فراهمی روی در خاک می‌باشد (۸) و با کاهش pH خاک حلالیت روی افزایش یافته و رسوب آن در خاک‌های آهکی کاهش می‌یابد (۱۷). نتایج این پژوهش نشان داد کاربرد زغال‌های زیستی B200 سبب کاهش معنی‌دار pH خاک شد (شکل ۱). بنابراین یکی از دلایل افزایش شکل تبدالی روی در تیمارهای B200 می‌تواند کاهش pH خاک در این تیمارها باشد. همچنین افزایش غلظت روی تبدالی در تیمارهای B200 را می‌توان به بیش‌تر بودن CEC خاک در این تیمارها ارتباط داد (شکل ۲). چرا که افزایش CEC خاک سبب افزایش مکان‌های جذب قابل برگشت بر سطوح خاک می‌شود، بنابراین روی می‌تواند بیش‌تر در شکل تبدالی قرار گیرد (۱). همچنین دلیل بیش‌تر بودن روی در شکل تبدالی در اثر کاربرد زغال‌های زیستی تهیه شده در دماهای پایین و دارای CEC بالا می‌تواند رقابت یونی در خاک و جذب سایر کاتیون‌ها توسط زغال زیستی باشد (۱).

مقایسه میانگین داده‌ها نشان داد کربن آلی محلول خاک در تیمارهای ۱ و ۲ درصد زغال زیستی B200 به طور معنی‌داری بیش‌تر از سایر تیمارها بود. اگر چه کربن آلی محلول خاک در تیمارهای B350 و B500 از تیمار شاهد بیش‌تر بود، اما اختلاف آن‌ها از نظر آماری معنی‌دار نبود. در سطوح کاربرد ۱ و ۲ درصد زغال زیستی B200 کربن آلی محلول خاک در مقایسه با تیمار شاهد به ترتیب ۳۳/۹ و ۳۸/۰ درصد بیش‌تر بود. این نتیجه نشان می‌دهد این است که زغال زیستی B200 دارای کربن فعال بوده که می‌تواند در خاک آزاد شود و منبع انرژی و تغذیه مناسبی برای ریزجانداران خاک می‌باشد (۳۹ و ۴۰). تغییرات کربن آلی محلول خاک در خاک‌های تیمار شده با زغال زیستی به ویژگی‌های ساختاری زغال زیستی، دمای گرماکافت و نوع زیست‌توده آن بستگی دارد (۱۲ و ۳۹). بیش‌تر بودن کربن آلی محلول در تیمارهای B200 در مقایسه با تیمارهای B350 و B500 به دلیل تفاوت ساختاری آن‌ها می‌باشد. زغال زیستی B200 به دلیل کربن تثبیت شده کم‌تر و نسبت بالای H/C و O/C احتمالاً کربن آلی محلول بیش‌تری دارد. در حالی که بخش عمده کربن زغال‌های زیستی B350 و B500 به صورت کربن تثبیت شده است (جدول ۳). زنگ و همکاران (۴۸) نیز گزارش کردند کاربرد زغال زیستی ذرت تهیه شده در دمای ۴۵۰ درجه سلسیوس تأثیر معنی‌داری بر کربن آلی محلول خاک نداشت. این نتایج با نتایج پژوهش‌های اوپانگ و همکاران (۳۱) و سونگ و همکاران (۳۹)، مشابه بود.

#### تأثیر کاربرد زغال‌های زیستی بر شکل‌های شیمیایی روی در خاک

**روی تبدالی:** نتایج تجزیه واریانس داده‌ها نشان داد اثر اصلی نوع زغال زیستی، سطح زغال زیستی و اثر متقابل آن‌ها بر غلظت

جدول ۵- تجزیه واریانس (میانگین مربعات) تأثیر تیمارها بر غلظت شکل‌های شیمیایی روی در خاک

Table 5- Variance analysis (mean squares) of the treatments effects on Zn Chemical fractions in soil

منابع تغییرات S.O.V	درجه آزادی df	تبادلی Exch	کربناتی Car	آلی OM	اکسیدی FeMnOx	باقی مانده Res
نوع زغال زیستی Biochar type	3	0.032**	0.523**	0.197**	0.463*	11.077*
سطح زغال زیستی Biochar rate	1	0.001*	0.125**	0.037**	0.153 <sup>ns</sup>	0.091 <sup>ns</sup>
نوع × سطح Rate×Type	3	0.003**	0.037*	0.006*	0.206 <sup>ns</sup>	0.017 <sup>ns</sup>
خطا Error	16	0.0001	0.009	0.001	0.106	2.535
ضریب تغییرات CV (%)		4.85	2.65	5.97	6.71	4.86

### روی پیوند شده با کربنات‌ها: بر اساس نتایج تجزیه

واریانس داده‌ها اثرات اصلی نوع و سطح زغال زیستی و همچنین برهمکنش آن‌ها بر غلظت روی پیوند شده با کربنات‌ها معنی‌دار بود (جدول ۵). مقایسه میانگین داده‌ها نشان داد کاربرد تمامی تیمارهای زغال‌های زیستی سبب افزایش غلظت روی پیوند شده با کربنات‌ها شد (جدول ۶). اگر چه این افزایش در تیمارهای ۱ و ۲ درصد زغال زیستی از نظر آماری معنی‌دار نبود. بیش‌ترین غلظت روی پیوند شده با کربنات‌ها مربوط به سطح ۲ درصد زغال زیستی B500 بود که مقدار آن در مقایسه با تیمار شاهد ۲۷/۷ درصد بیش‌تر بود. غلظت روی پیوند شده با کربنات‌ها در تیمارهای زغال زیستی بدین ترتیب  $B500 < B350 < B200 < C$  بود. مقایسه سطوح ۱ و ۲ درصد زغال‌های زیستی نشان داد در تیمار B200 اختلاف معنی‌داری میان این سطوح مشاهده نشد.

در حالی که در تیمارهای B350 و B500 غلظت روی پیوند شده با کربنات‌ها در سطوح ۲ درصد بیش‌تر از سطح یک درصد آن‌ها بود. افزایش غلظت روی پیوند شده با کربنات‌ها در تیمارهای ۳۵۰ و ۵۰۰ درجه سلسیوس احتمالاً به دلیل تغییر توزیع کلسیم در خاک و همچنین آهکی بودن خاک مورد مطالعه و در نتیجه رسوب بخشی از روی افزوده شده در اثر کاربرد زغال‌های زیستی به شکل کربناتی بوده است. همچنین افزایش روی پیوند شده با کربنات‌ها در خاک‌های تیمار شده با زغال‌های زیستی می‌تواند به دلیل حضور کربنات‌ها در زغال‌های زیستی و تشکیل کمپلکس روی با کربنات‌های زغال‌های زیستی باشد (۴۵).

با این که زغال زیستی B200 مقدار روی چندان زیادی نداشت (جدول ۳)، اما به نظر می‌رسد این زغال زیستی با تأثیر بر ویژگی‌های خاک از جمله کاهش pH و کربن آلی محلول، شکل تبادلی روی در خاک را افزایش داد. با این که مقدار روی در زغال زیستی B500 بیش‌تر از زغال زیستی B200 بود (جدول ۳)، اما کاربرد سطوح ۱ و ۲ درصد آن برخلاف تیمارهای B200، شکل محلول و تبادلی روی در خاک را کاهش داد. یکی از دلایل این نتیجه می‌تواند متفاوت بودن ویژگی‌های این دو نوع زغال زیستی باشد. چرا که عناصر در زغال‌های زیستی تهیه شده در دماهای گرماکافت پایین سریع‌تر آزاد می‌شوند و کمپلکس‌های یونی فلزات با زغال‌های زیستی تهیه شده در دماهای بالا در خاک پایداری بسیار بالایی دارند (۲۹). دلیل دیگر این نتیجه می‌تواند اثر متفاوت تیمارهای B500 و B200 بر ویژگی‌های خاک از جمله pH خاک باشد (شکل ۱ و ۲). چرا که pH خاک در تیمارهای B500 به طور معنی‌داری بیش‌تر از تیمار B200 بود (شکل ۱). نتایج پژوهش زاهدی فر (۴۷) در یک خاک آهکی نشان داد کاربرد سطح ۳ درصد زغال زیستی کاه و کلش گندم تهیه شده در دمای ۴۰۰ درجه سلسیوس سبب کاهش معنی‌دار شکل تبادلی روی در خاک شد. تان و همکاران (۴۲) گزارش کردند زغال‌های زیستی با راهکارهایی مانند تبادل یونی، جذب الکتروستاتیک و جذب فیزیکی می‌توانند در جذب روی در خاک نقش داشته باشند. به طور کلی تغییرات شکل تبادلی روی در خاک‌های تیمار شده با زغال‌های زیستی به ویژگی‌های زغال زیستی و ویژگی‌های خاک بستگی دارد. افزایش (۴، ۱۰، ۱۳) و کاهش (۴۷) شکل تبادلی روی در خاک در اثر کاربرد زغال‌های زیستی تهیه شده در دماهای مختلف در خاک‌های گوناگون توسط پژوهش‌گران گزارش شده است.



جدول ۶- مقایسه میانگین شکل‌های تبادل‌ی، کربناتی و آلی روی در خاک تیمارهای مختلف زغال زیستی

Table 6- Mean comparison of exchangeable (Exch), carbonate (Car) and organic (OM) fractions at different biochar treatments

نوع زغال زیستی Biochar type	سطح زغال زیستی Biochar rate	روی (میلی گرم بر کیلوگرم) Zn (mg kg <sup>-1</sup> )		
		تبادل‌ی Exch	کربناتی Car	آلی OM
شاهد Control	-	0.455 ± 0.016 <sup>c</sup>	3.13 ± 0.13 <sup>d</sup>	0.473 ± 0.023 <sup>f</sup>
زغال زیستی ۲۰۰°C B200	1	0.512 ± 0.027 <sup>b</sup>	3.27 ± 0.06 <sup>cd</sup>	0.787 ± 0.042 <sup>b</sup>
	2	0.553 ± 0.018 <sup>a</sup>	3.26 ± 0.04 <sup>cd</sup>	0.953 ± 0.041 <sup>a</sup>
زغال زیستی ۳۵۰°C B350	1	0.451 ± 0.017 <sup>c</sup>	3.42 ± 0.05 <sup>c</sup>	0.593 ± 0.042 <sup>cd</sup>
	2	0.412 ± 0.029 <sup>d</sup>	3.66 ± 0.11 <sup>b</sup>	0.652 ± 0.040 <sup>c</sup>
زغال زیستی ۵۰۰°C B500	1	0.413 ± 0.017 <sup>d</sup>	3.72 ± 0.10 <sup>b</sup>	0.493 ± 0.041 <sup>ef</sup>
	2	0.368 ± 0.026 <sup>e</sup>	3.99 ± 0.14 <sup>a</sup>	0.540 ± 0.031 <sup>de</sup>

میانگین‌های دارای حروف مشترک در هر ستون بر اساس آزمون چند دامنه‌ای دانکن اختلاف معنی‌داری (P<0.05) ندارند.

Means similar letter(s) are not significantly different in each column according to the Duncan's t-test (P<0.05)

نیز گزارش شده است (۴ و ۴۷).

**روی پیوند شده با اکسیدهای آهن و منگنز:** نتایج تجزیه واریانس داده‌ها نشان داد اثر اصلی نوع زغال زیستی بر غلظت روی پیوند شده با اکسیدهای آهن و منگنز معنی‌دار بود، اما اثر اصلی سطح زغال زیستی و اثر متقابل نوع و سطح زغال زیستی بر آن معنی‌دار نبود (جدول ۵). مقایسه میانگین اثر اصلی نوع زغال زیستی نشان داد غلظت روی پیوند شده با اکسیدهای آهن و منگنز در تیمار B200 در مقایسه با تیمار شاهد به‌طور معنی‌داری بیش‌تر بود (جدول ۷). در حالی‌که اختلاف بین تیمارهای B350 و B500 با تیمار شاهد معنی‌دار نبود (جدول ۷). بیش‌تر بودن روی پیوند شده با اکسیدهای آهن و منگنز در تیمار B200 می‌تواند به این دلیل باشد که بخشی از روی افزوده شده به خاک در اثر کاربرد این تیمار، با اکسیدهای آهن و منگنز پیوند برقرار کرده باشد. همچنین کاهش شکل باقی‌مانده روی در خاک و تغییر شکل آن به شکل اکسیدی، در این تیمار (شکل ۴) می‌تواند یکی دیگر از دلایل افزایش روی پیوند شده با اکسیدهای آهن و منگنز در تیمار B200 باشد. این نتایج با نتایج یانگ و همکاران (۴۵) و دای و همکاران مشابه بود. نتایج پژوهش زاهدی‌فر (۴۷) نیز نشان داد کاربرد سطوح ۱/۵ و ۳ درصد زغال زیستی کاه و کلش گندم تهیه شده در دمای ۴۰۰ درجه سلسیوس تأثیر معنی‌داری بر غلظت روی پیوند شده با اکسیدهای آهن و منگنز نداشت، که با نتایج این پژوهش مشابه بود.

**روی پیوند شده با مواد آلی:** اثر اصلی نوع زغال زیستی و

سطح زغال زیستی و همچنین اثر متقابل آن‌ها بر غلظت روی پیوند شده با مواد آلی خاک معنی‌دار بود (جدول ۵). مقایسه میانگین داده‌ها نشان داد در تمامی تیمارهای زغال زیستی غلظت روی پیوند شده با مواد آلی بیش‌تر از تیمار شاهد بود (جدول ۶). بیش‌ترین غلظت روی پیوند شده با مواد آلی مربوط به تیمار ۲ درصد زغال زیستی B200 بود. در مقایسه میان سطوح ۱ و ۲ درصد زغال‌های زیستی غلظت روی پیوند شده با مواد آلی در تیمارهای سطح ۲ درصد زغال‌های زیستی بیش‌تر از سطح ۱ درصد آن‌ها بود. اگر چه این اختلاف در زغال‌های زیستی B350 و B500 از نظر آماری معنی‌دار نبود. در هر دو سطح ۱ و ۲ درصد زغال زیستی B200 روی پیوند شده با مواد آلی به‌طور معنی‌داری بیش‌تر از تیمارهای B350 و B500 بود. به‌طور کلی غلظت روی پیوند شده با مواد آلی در تیمارهای زغال زیستی به صورت B200 < B350 < B500 < C بود. بیش‌تر بودن شکل آلی روی در تیمار B200 نسبت به سایر تیمارهای زغال زیستی را می‌توان به بیش‌تر بودن کربن قابل تجزیه آن و همچنین بیش‌تر بودن کربن آلی محلول در این تیمار (شکل ۳) و تشکیل کمپلکس‌های آلی نسبت داد. نتایج مطالعه زاهدی‌فر (۴۷) نیز نشان داد افزودن زغال زیستی کاه و کلش گندم تهیه شده در دمای ۴۰۰ درجه سلسیوس در یک خاک آهکی سبب افزایش غلظت روی پیوند شده با مواد آلی شد. افزایش روی پیوند شده با مواد آلی در خاک در خاک‌های آهکی تیمار شده با زغال‌های زیستی تهیه شده در دماهای مختلف و سایر اصلاح‌کننده آلی، توسط برخی دیگر از پژوهش‌گران

جدول ۷- مقایسه میانگین اثر اصلی نوع زغال زیستی بر غلظت روی در شکل‌های اکسیدی و باقی‌مانده

Table 7- Mean comparison of main effects of biochar type on the Zn concentration in Fe and Mn oxides (Fe-MnOx) and residual (Res) fractions

نوع زغال زیستی Biochar type	روی (میلی‌گرم بر کیلوگرم) Zn (mg.kg <sup>-1</sup> )	
	پیوند شده با اکسیدهای آهن و منگنز Fe-MnOx	باقی‌مانده Res
شاهد Control	11.38 ± 0.36 <sup>b</sup>	32.37 ± 1.98 <sup>ab</sup>
زغال زیستی ۲۰۰°C B200	11.99 ± 0.45 <sup>a</sup>	31.51 ± 1.03 <sup>b</sup>
زغال زیستی ۳۵۰°C B350	11.73 ± 0.37 <sup>ab</sup>	33.85 ± 1.49 <sup>a</sup>
زغال زیستی ۵۰۰°C B500	11.36 ± 0.49 <sup>b</sup>	33.87 ± 1.67 <sup>a</sup>

میانگین‌های دارای حروف مشترک در هر ستون بر اساس آزمون چند دامنه‌ای دانکن اختلاف معنی‌داری (P&lt;0.05) ندارند.

Means similar letter(s) are not significantly different in each column according to the Duncan's t-test (P&lt;0.05)

در توزیع نسبی شکل‌های شیمیایی روی در خاک شد (شکل ۴). در مقایسه سطوح زغال زیستی، تاثیر کاربرد سطح ۲ درصد زغال‌های زیستی در تغییرات درصد نسبی شکل‌های شیمیایی روی بیش‌تر بود (شکل ۴). هر سه نوع زغال زیستی سبب افزایش درصد نسبی شکل‌های پیوند شده با کربنات‌ها، پیوند شده با مواد آلی و کاهش درصد نسبی شکل باقیمانده روی در خاک شدند. تاثیر زغال‌های زیستی بر درصد نسبی شکل تبدالی روی در خاک متفاوت بود. بدین ترتیب که تیمار زغال زیستی B200 سبب افزایش درصد نسبی شکل تبدالی روی در خاک و تیمارهای B350 و B500 سبب کاهش درصد نسبی شکل تبدالی روی در خاک شدند. تاثیر تیمارهای سطح ۲ درصد زغال‌های زیستی در تغییرات درصد نسبی شکل‌های شیمیایی خاک بجز شکل پیوند شده با اکسیدهای آهن و منگنز، تا حدی بیش-تر از تیمارهای سطح ۱ درصد بود. به‌طور کلی توزیع شکل‌های شیمیایی روی در خاک در همه تیمارها به‌صورت باقیمانده < اکسیدی < کربناتی < آلی < تبدالی بود (شکل ۴). این نتایج با نتایج بیش‌تر پژوهش‌های انجام شده در خاک‌های آهکی مشابه بود (۸، ۹، ۱۵ و ۴۷). در همه تیمارها پس از شکل باقی‌مانده بیش‌ترین درصد روی مربوط به شکل پیوند شده با اکسیدهای آهن و منگنز بود. دلیل بالا بودن درصد روی پیوند شده با اکسیدهای آهن و منگنز، جذب ترجیحی روی، بر سطوح این اکسیدها می‌باشد (۸). بالا بودن درصد روی در شکل‌های باقی‌مانده و پیوند شده با اکسیدهای آهن و منگنز نشان دهنده پایداری بالای این دو شکل روی در خاک می‌باشد. همچنین کم‌ترین درصد روی مربوط به شکل‌های تبدالی و آلی بود. بیش‌ترین درصد روی تبدالی، اکسیدی و آلی و همچنین کم‌ترین

**شکل باقی‌مانده روی:** اثر اصلی سطح زغال زیستی و برهمکنش نوع و سطح زغال زیستی بر شکل باقی‌مانده روی در خاک معنی‌دار نبود، اما اثر اصلی نوع زغال زیستی بر آن معنی‌دار بود (جدول ۵). اگرچه کاربرد زغال زیستی سبب تغییر شکل باقی‌مانده روی در خاک شد. به‌طوری که زغال زیستی B200 سبب کاهش شکل باقی‌مانده و زغال زیستی B350 و B500 سبب افزایش آن شدند، اما این تغییرات از نظر آماری معنی‌دار نبود (جدول ۷). مقایسه اثرات اصلی تیمارهای کاربرد زغال زیستی نشان داد غلظت شکل باقی‌مانده روی در خاک تیمار شده با زغال‌های زیستی B350 و B500 به‌طور معنی‌داری بیش‌تر از خاک تیمار B200 بود (جدول ۷). بیش‌تر بودن شکل باقی‌مانده روی در تیمارهای B350 و B500 احتمالاً به دلیل بیش‌تر بودن pH خاک در این تیمارها بود (شکل ۱). کم‌تر بودن غلظت روی باقی‌مانده در خاک تیمار شده با B200 نسبت به تیمار شاهد نشان می‌دهد که در اثر افزودن این زغال زیستی روی باقی‌مانده به شکل‌های با فراهمی بیش‌تر تبدیل شده است. همچنین این نتایج نشان می‌دهد زغال زیستی B200 تا حدی در توزیع دوباره شکل‌های شیمیایی روی در خاک موثر بوده است. به‌طور مشابه با این پژوهش، دای و همکاران (۸) نیز افزایش شکل باقی‌مانده روی در یک خاک آهکی تیمار شده با سطوح مختلف زغال زیستی کاه برنج تهیه شده در دمای ۵۵۰ درجه سلسیوس را گزارش کردند. آن‌ها دلیل افزایش شکل باقی‌مانده روی را افزایش pH خاک و تشکیل کمپلکس‌های پایدار روی گزارش کردند.

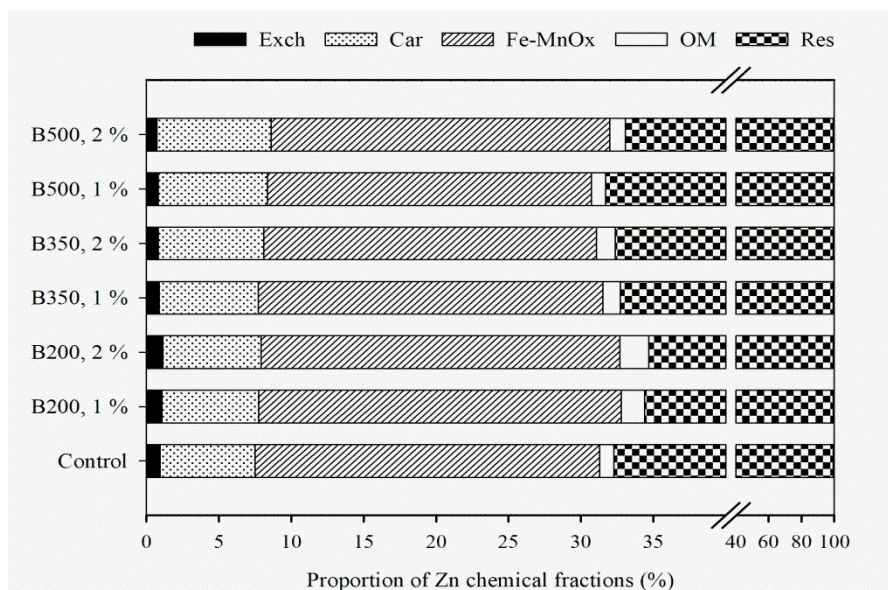
**توزیع نسبی شکل‌های شیمیایی روی در خاک:** نتایج این پژوهش نشان داد افزودن زغال‌های زیستی سبب ایجاد تغییراتی

نشان داد بین شکل روی تبدلی خاک با روی پیوند شده با مواد آلی و روی اکسیدی همبستگی مثبت معنی‌دار و با شکل‌های کربناتی و باقیمانده روی همبستگی منفی معنی‌دار وجود داشت (جدول ۸). همچنین بین روی پیوند شده با مواد آلی با روی پیوند شده با اکسیدهای آهن و منگنز همبستگی مثبت معنی‌داری وجود داشت. بین روی پیوند شده با کربنات‌ها با روی باقی‌مانده همبستگی مثبت معنی‌دار وجود داشت.

درصد روی باقی‌مانده مربوط به تیمارهای سطوح ۱ و ۲ درصد زغال زیستی B200 بود. با وجود این که در زغال زیستی B200 نسبت به سایر زغال‌های زیستی غلظت روی کمتر بود (جدول ۳)، اما با توزیع دوباره شکل‌های شیمیایی روی در خاک و کاهش غلظت روی باقی‌مانده خاک، توانست تا حدی شکل‌های با فراهمی نسبتاً بیش‌تر روی مانند شکل‌های تبدلی، اکسیدی و آلی، را افزایش دهد.

### همبستگی شکل‌های شیمیایی روی در خاک: نتایج

ضریب همبستگی خطی شکل‌های شیمیایی روی در خاک نشان داد



شکل ۴- درصد نسبی شکل‌های شیمیایی روی در تیمارهای مختلف زغال زیستی

Figure 4- Proportion of Zn chemical fractions at different biochar treatments

جدول ۸- ضریب همبستگی پیرسون (r) بین شکل‌های شیمیایی روی در خاک (n=21)

Table 8- Person correlation coefficient (r) between Zn chemical forms in soil (n=21)

	روی قابل دسترس DTPA-extractable Zn	تبدلی Exch	کربناتی Car	آلی OM	اکسیدی Fe-MnOx	باقی‌مانده Res
روی قابل دسترس DTPA-extractable Zn	1	0.92***	-0.54**	0.60***	0.44**	-0.53**
تبدلی Exch		1	-0.49**	0.61***	0.48**	-0.56**
کربناتی Car			1	-0.38*	-0.31*	-0.47**
آلی OM				1	0.61***	-0.39*
اکسیدی Fe-MnOx					1	-0.54**
باقی‌مانده Res						1

\*, \*\* و \*\*\* به ترتیب غیر معنی‌دار و معنی‌دار در سطح احتمال ۰.۵، ۰.۰۱ و ۰.۰۰۱ درصد.

\*, \*\* and \*\*\* are significant at the probability levels of 0.05, 0.01 and 0.001, respectively.

در دماهای متفاوت اثرات متفاوتی بر ویژگی‌های شیمیایی و توزیع شکل‌های شیمیایی روی در خاک داشت. به‌طور کلی کاربرد زغال زیستی باگاس نیشکر تهیه شده در دمای ۲۰۰ درجه سلسیوس به‌ویژه در سطح ۲ درصد با افزایش کربن آلی محلول خاک و کاهش pH خاک، افزایش شکل‌های تبادل‌ی و پیوند شده با مواد آلی روی در خاک و همچنین کاهش شکل باقی‌مانده روی خاک سبب توزیع دوباره روی در خاک و افزایش غلظت روی در شکل‌های با تحرک و فراهمی بیش‌تر شد. در حالی‌که زغال‌های زیستی تهیه شده در دماهای ۳۵۰ و ۵۰۰ درجه سلسیوس در افزایش کربن آلی خاک و تثبیت روی در خاک مؤثرتر بودند. بنابراین می‌توان نتیجه‌گیری کرد که کاربرد زغال زیستی باگاس نیشکر تهیه شده در دمای ۲۰۰ درجه به‌ویژه در سطح ۲ درصد در خاک‌های آهکی می‌تواند تا حدی در افزایش شکل‌های روی با فراهمی بیش‌تر، سودمند باشد.

همچنین بین روی پیوند شده با اکسیدهای آهن و منگنز با شکل باقی‌مانده همبستگی منفی معنی‌داری وجود داشت. این نتایج نشان می‌دهد که در خاک مورد مطالعه احتمالاً رابطه‌ای پویا میان شکل‌های مختلف روی در خاک وجود داشته و این شکل‌ها می‌توانند در خاک به شکل‌های دیگر تبدیل شوند. بین غلظت روی قابل دسترس گیاه با غلظت شکل‌های تبادل‌ی، آلی و اکسیدی همبستگی مثبت و معنی‌داری وجود داشت. در حالی‌که با سایر شکل‌های روی در خاک همبستگی منفی وجود داشت (جدول ۸). با توجه به این نتایج به‌نظر می‌رسد شکل‌های تبادل‌ی، آلی و اکسیدی روی، شکل‌های مؤثر در تأمین روی قابل دسترس گیاه در خاک آهکی مورد مطالعه باشند.

### نتیجه‌گیری

نتایج این پژوهش نشان داد افزودن زغال‌های زیستی تهیه شده

### منابع

1. Abbas T., Rizwan M., Ali S., Zia-ur-Rehman M., Qayyum M.F., Abbas F., Hannan F., Rinklebe J., and Ok Y.S. 2017. Effect of biochar on cadmium bioavailability and uptake in wheat (*Triticum aestivum* L.) grown in a soil with aged contamination. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 140: 37-47.
2. Al-Wabel M.I., Al-Omran A., El-Naggar A.H., Nadeem M., and Usman A.R. A. 2013. Pyrolysis temperature induced changes in characteristics and chemical composition of biochar produced from conocarpus wastes. *Bioresource Technology* 131: 374-379.
3. Al-Wabel M.I., Hussain Q., Usman A.R., Ahmad M., Abduljabbar A., Sallam A.S., and Ok Y.S. 2017. Impact of biochar properties on soil conditions and agricultural sustainability: A review. *Land Degradation and Development* 29: 2124-2161.
4. Boostani H.R. 2018. Effect of organic manures, their biochars and arbuscular mycorrhizae fungi on distribution of zinc chemical fractions in a calcareous soil. *Journal of Water and Soil Conservation* 24(5): 49-75. (In Persian with English abstract)
5. Cantrell K.B., Hunt P.G., Uchimiya M., Novak J.M., and Ro K.S. 2012. Impact of pyrolysis temperature and manure source on physicochemical characteristics of biochar. *Bioresource Technology* 107: 419-428.
6. Carter M.R., and Gregorich E.G. 2008. *Soil sampling and methods of analysis* (2nd ed). CRC Press. Boca Raton. FL. 1204 p.
7. Corre M.D., Schnabel R.R., and Shaffer J.A. 1999. Evaluation of soil organic carbon under forests, cool-season and warm-season grasses in the northeastern US. *Soil Biology and Biochemistry* 31: 1531-1539.
8. Dai Sh., Hui Li H., Yang Zh., Dai M., Dong X., Ge X., Sun M., and Shi L. 2018. Effects of biochar amendments on speciation and bioavailability of heavy metals in coal-mine-contaminated soil, *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal* 24(7): 1887-1900.
9. Dehghanian H., Halajnia A., Lakzian A., and Astarai A.R. 2018. The effect of earthworm and arbuscular mycorrhizal fungi on availability and chemical distribution of Zn, Fe and Mn in a calcareous soil. *Applied Soil Ecology* 130: 98-103.
10. Doelsch E., Masion A., Moussard G., Chevassus-Rosset C., and Wojciechovicz O. 2010. Impact of pig slurry

- and green waste compost application on heavy metal exchangeable fractions in tropical soils. *Geoderma* 155: 390–400.
11. Domingues R.R., Trugilho P.F., Silva C.A., de Melo I.C.N., Melo L.C., Magriotis Z.M., and Sánchez-Monedero M.A. 2017. Properties of biochar derived from wood and high-nutrient biomasses with the aim of agronomic and environmental benefits. *PloS one* 12(5): 0176884.
  12. El-Mahrouky M., El-Naggar A.H., Usman A.R., and Al-Wabel M. 2015. Dynamics of CO<sub>2</sub> emission and biochemical properties of a sandy calcareous soil amended with *Conocarpus* waste and biochar. *Pedosphere* 25(1): 46–56.
  13. Fellet G., Marchiol L., Vedove G.D., and Peressotti A. 2011. Application of biochar on mine tailings: Effects and perspectives for land reclamation. *Chemosphere* 83(9): 1262–67.
  14. Gul S., Whalen J.K., Thomas B.W., Sachdeva V., and Deng H. 2015. Physico-chemical properties and microbial responses in biochar-amended soils: mechanisms and future directions. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 206: 46-59.
  15. Hosseinpur A.R., and Motaghian H.R. 2017. The effect of cow manure and vermicompost application on fractionation and availability of Zinc and Copper in Wheat planting. *Journal of Water and Soil* 30(6): 2005-2018.
  16. Ippolito J.A., J.M. Novak W.J. Busscher M. Ahmedna D. Rehrah and Watts D.W. 2012. Switchgrass biochar affects two Aridisols. *Journal of Environmental Quality* 41: 1123–1130.
  17. Ippolito J.A., Ducey T.F., Cantrell K.B., Novak J.M., and Lentz R.D. 2016. Designer, acidic biochar influences calcareous soil characteristics. *Chemosphere* 142: 184–191.
  18. Karami M., Afyuni M., Khoshgoftarmanesh A.H., Papritz A., and Schulin R. 2009. Grain zinc, iron, and copper concentrations of wheat grown in central Iran and their relationships with soil and climate variables. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 57(22): 10876-10882.
  19. Karimi A., Moezzi A., Chorom M., Enayatizamir N. 2019. Investigation of physicochemical characteristics of biochars derived from corn residue and sugarcane bagasse in different pyrolysis temperature. *Iranian Journal of Soil and Water Research* 50(3): 725-739. (In Persian with English abstract)
  20. Khadem A., Raiesi F., and Besharati H. 2018. The effect of corn biochar on chemical and microbiological properties of two calcareous soils with clayey and sandy texture. *Journal of Soil Management and Sustainable Production* 8(1): 25-47. (In Persian with English abstract)
  21. Laird D., Fleming P., Wang, B., Horton R., and Karlen D. 2010. Biochar impact on nutrient leaching from a Midwestern agricultural soil. *Geoderma* 158(3-4): 436-442.
  22. Lehmann J., and Joseph S. (Eds.). (2015). *Biochar for environmental management: science, technology and implementation*. Routledge.
  23. Lindsay W.L., and Norvel W.A. 1978. Development of DTPA soil test for zinc, iron, manganese and copper. *Soil Science Society of America Journal* 42: 421-428.
  24. Liu X.H., and Zhang X.C. 2012. Effect of biochar on pH of alkaline soils in the Loess Plateau: results from incubation experiments *International Journal of Agriculture and Biology* 4: 745–750.
  25. Mete F., Mia S., Dijkstra F.A., Abuyusuf M., and Iqbal Hossain A.S.M. 2015. Synergistic Effects of Biochar and NPK Fertilizer on Soybean Yield in an Alkaline Soil. *Pedosphere* 25(5): 713-719.
  26. Moradi N., Rasouli-Sadaghiani M.H., and Sepehr E. 2017. Effect of biochar types and rates on some soil properties and nutrients availability in a calcareous soil. *Journal of Water and Soil* 31(4): 1232-1246. (In Persian with English abstract)
  27. Naeem M.A., Khalid M., Aon M., Abbas G., Tahir M., Amjad M., Murtaza B., Yang A., and Akhtar S.S. 2017. Effect of wheat and rice straw biochar produced at different temperatures on maize growth and nutrient dynamics

- of a calcareous soil. Archives of Agronomy and Soil Science 63(14): 2048-2061.
28. Najafi G., Ghobadian B., Tavakoli T., and Yusaf T. 2009. Potential of bioethanol production from agricultural wastes in Iran. Renewable and Sustainable Energy Reviews 13(6-7): 1418-1427.
  29. Namgay T., Singh B., and Singh B.P. 2010. Influence of biochar application to soil on the availability of As, Cd, Cu, Pb, and Zn to maize (*Zea mays* L.). Australian Journal of Soil Research 48: 638-647.
  30. Nelson D.W., and Sommers L.E. 1996. Carbon, organic carbon and organic matter. P 961-1010, In: D.L. Sparks (Ed.), Methods of Soil Analysis. SSSA, Madison.
  31. Ouyang L., Tang Q., Yu L., and Zhang R. 2014. Effects of amendment of different biochars on soil enzyme activities related to carbon mineralisation. Soil Research 52(7): 706-716.
  32. Preetha P.S., and Stalin P. 2014. Different Forms of Soil Zinc-their Relationship with Selected Soil Properties and Contribution towards Plant Availability and Uptake in Maize Growing Soils of Erode District, Tamil Nadu. Indian Journal of Science and Technology 7(7): 1018-1025.
  33. Qi F., Dong Z., Lamb D., Naidu R., Bolan N.S., Ok Y.S., Liu C., Khan N., Johir M.A.H., and Semple K.T. 2017. Effects of acidic and neutral biochars on properties and cadmium retention of soils. Chemosphere 180: 564-573.
  34. Rengel Z. 2015. Availability of Mn, Zn and Fe in the rhizosphere. Journal of soil science and plant nutrition. Journal of Soil Science and Plant Nutrition 15(2): 397-409.
  35. Sadegh-Zadeh F., Parichehreh M., Jalili M., and Bahmanyar M.A. 2018. Rehabilitation of calcareous saline-sodic soil by means of biochars and acidified biochars. Land Degradation and Development, DOI: 10.1002/ldr.3079.
  36. Shahbazi K., and Besharati H. 2013. Overview of Agricultural Soil Fertility Status of Iran. Land Management Journal 1(1): 1-15. (In Persian with English abstract)
  37. Sheng Y., and Zhu L. 2018. Biochar alters microbial community and carbon sequestration potential across different soil pH. Science of the Total Environment 622-623: 1391-1399.
  38. Singh B., Camps-Arbestain M., and Lehmann J. (Eds.). 2017. Biochar: a guide to analytical methods. Csiro Publishing.
  39. Song D., Xi X., Huang S., Liang G., Sun J., Zhou W., and Wang X. 2016. Short-term responses of soil respiration and C-cycle enzyme activities to additions of biochar and urea in a calcareous soil. PloS one 11(9): 0161694.
  40. Song D., Tang J., Xi X., Zhang S., Liang G., Zhou W., and Wang X. 2018. Responses of soil nutrients and microbial activities to additions of maize straw biochar and chemical fertilization in a calcareous soil. European Journal of Soil Biology 84: 1-10.
  41. Sposito G., Lund L.J., and Chang A.C. 1982. Trace Metal Chemistry in Arid-zone Field Soils Amended with Sewage Sludge: I. Fractionation of Ni, Cu, Zn, Cd, and Pb in Solid Phases 1. Soil Science Society of America Journal 46(2): 260-264.
  42. Tan X., Liu Y., Gu Y., Zeng G., Wang X., Hu X., Sun Z., and Yang Z. 2015. Immobilization of Cd (II) in acid soil amended with different biochars with a long term of incubation. Environmental Science and Pollution Research 22(16): 12597-12604.
  43. Tessier A., Campbell P.G., and Bisson M. 1979. Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. Analytical Chemistry 51(7): 844-851.
  44. Wang P., Zhou D.M., Luo X.S., and Li L.Z. 2009. Effects of Zn-complexes on zinc uptake by wheat (*Triticum aestivum*) roots: a comprehensive consideration of physical, chemical and biological processes on biouptake. Plant and Soil 316(1-2): 177-192.
  45. Yang X., Lu K., McGrouther K., Che L., Hu G., Wang Q., Liu X., Shen L., Huang H., Ye Z., and Wang H. 2017. Bioavailability of Cd and Zn in soils treated with biochars derived from tobacco stalk and dead pigs. Journal of Soils and Sediments 17(3): 751-762.

46. Yue Y., Cui L., Lin Q., Li G., and Zhao X. 2017. Efficiency of sewage sludge biochar in improving urban soil properties and promoting grass growth. *Chemosphere* 173: 551–556.
47. Zahedifar M. 2017. Sequential extraction of zinc in the soils of different land use types as influenced by wheat straw derived biochar. *Journal of Geochemical Exploration* 182: 22-31.
48. Zeng G., Wu H., Liang J., Guo S., Huang L., Xu P., Liu Y., Yuan Y., He X., and He Y. 2015. Efficiency of biochar and compost (or composting) combined amendments for reducing Cd, Cu, Zn and Pb bioavailability, mobility and ecological risk in wetland soil. *Rsc Advances* 5(44): 34541-34548.
49. Zhao B., O'Connor D., Zhang J., Peng T., Shen Z., Tsang D.C., and Hou D. 2018. Effect of pyrolysis temperature, heating rate, and residence time on rapeseed stem derived biochar. *Journal of Cleaner Production* 174: 977-987.

## Effect of Sugarcane Bagasse Derived Biochar on Distribution of Zinc Fractions in a Calcareous Soil

A. Karimi<sup>1</sup>- A. Moezzi<sup>2\*</sup>- M. Chorom<sup>3</sup>- N. Enayatzamir<sup>4</sup>

Received: 10-09-2018

Accepted: 22-06-2019

**Introduction:** Zinc is a key micronutrient which takes part in plant physiological functions. One of the extensively wide range abiotic stresses arises from Zn shortage in agricultural calcareous soils. Zn is one of the most prevalent disorders among various crops. Zinc deficiency is very common in most calcareous soils. Different mechanisms are involved in the deficiency of Zn in calcareous soils. The presence of calcium carbonate, lack of organic matter and high pH lead to Zn deficiency. Knowledge on the total Zn contents of in soil gives little information for their bioavailability. In order for better understanding availability of Zn to plant, knowledge about their mobility, and distribution in soil fractions is necessary. Biochar is a carbon-rich material produced by pyrolysis of biomass under oxygen-limited conditions and relatively low temperature. Biochar as a valuable soil amendment has received much attention due to its beneficial effects on carbon sequestration, soil physicochemical properties, soil microbial activity as well as soil fertility. Pyrolysis temperature has a significant influence on biochar physicochemical properties. Furthermore, biochar may alter the distribution of Zn fractions in calcareous soils. The impact of produced biochars at different pyrolysis temperature on distribution of Zn fractions in calcareous soils has been less studied. Therefore, the objective of this research was to evaluate the changes in distribution of Zn fractions in a calcareous soils treated with sugarcane bagasse derived biochars at different pyrolysis temperature.

**Materials and Methods:** An incubation experiment was carried out in laboratory condition as a factorial experiment based on a randomized complete design with two factors: (1) biochar type in four levels including control (without biochar) and biochar produced at 200 (B200), 350 (B350) and 500 °C (B500), (2) biochar application rate in two levels including 1 and 2% (w/w), and in three replications. Biochars were produced at 200, 350 and 500°C pyrolysis temperatures under slow pyrolysis conditions with a heating rate of 5 °C min<sup>-1</sup>. Heating at this temperature lasted for 2 h. Then biochars were sieved to pass through 2 mm sieve and some properties were measured using the standard methods. The soil used in this study was sampled from the surface layer (0 to 20 cm depth), then, air-dried and sieved through 2 mm. Biochars produced at 200, 350 and 500°C were mixed at 1 and 2% (w/w) with the 300 g of soil sample and incubated in ambient temperature at laboratory conditions (25 ± 2°C), for 90 days. Soil moisture content was maintained at 80% of field capacity. The samples were weighted every day and the required amounts of distilled water were added. At the end of incubation period, soil samples were air-dried and soil chemical parameters such as pH, cation exchange capacity (CEC), total organic carbon (TOC) and dissolved organic carbon (DOC) were measured. Chemical fractions of Zn in the incubated soil were determined according to the Tessier fractionation method. The Tessier sequential extraction method categorized Zn into 5 different fractions including: the exchangeable (Exch), bound to carbonate fraction (Car), bound to organic matter (OM), bound to Fe and Mn-oxides (FeMnOx) and residual fraction (Res).

**Results and Discussion:** Result indicated that application of different biochars significantly increased soil CEC and TOC. Maximum CEC and TOC were measured in B200 and B350 treatments, respectively, while their minimum values were observed in control treatment. In B200 treatments (B200, 1% and B200, 2%), pH significantly decreased compared to control, while this value significantly increased in B350, 1% , B500, 1% and B500, 2% treatments. B350 1% treatment did not have a significant effect on the soil pH. Application of 1 and 2% B200 significantly enhanced DOC (23.9 and 38%, respectively), compared to the control, but increase of DOC in B350 and B500 treatments was not significant compared to the control. Results showed that concentration of exchangeable Zn fraction decreased by 9.3, 19.5 and 9.5 % in B350, 2%, B500, 1% and B500, 2% treatments, respectively, compared to the control. However, B200 treatments (B200, 1% and B200, 2%) caused a significant increase in concentration of exchangeable Zn fractions (12.5 and 21.6%) compared to the control. The concentration of OM and Car Zn fractions increased in all biochar treatments compared to control.

1, 2, 3 and 4- Ph.D. Student, Associate Professor, Professor and Associate Professor, Department of Soil Science, Faculty of Agriculture, Shahid Chamran University of Ahvaz, Ahvaz, Iran, respectively.

(\*- Corresponding Author Email: moezzi151@scu.ac.ir)



The highest concentration of OM and Car Zn fractions was observed after application of 2% B200 and 2% B500, respectively. Results showed that application of B350 and B500 had no significant effect on concentration of FeMnOx Zn fraction, while, this concentration significantly increased after B200 was applied. There were no significant ( $P \leq 0.05$ ) differences in concentration of residual Zn fraction among all the biochar treatments. The mean comparison results showed that the concentration of residual Zn in B200 treatments was significantly ( $P \leq 0.05$ ) lower than B350 and B500 treatments. There were no significant differences in this concentration among B500, B350 and the control treatments. Results revealed that in all treatments, different Zn fractions in the soil were distributed in the following order: Res > FeMnOx > Car > OM > Exch. The largest effect of biochars on the change in distribution of Zn fractions of soil was observed at 2% application rate.

**Conclusion:** It can be concluded that biochar B200 application could be an effective amendment for improving chemical properties and conversion of Zn from less available fractions to fractions with more bioavailability in the calcareous soil. Moreover, the biochar produced at 350 and 500°C is better suited for enhancing soil organic carbon and Zn stabilization in calcareous soil.

**Keywords:** Organic amendments, Pyrolysis temperature, Sequential extraction, Zinc availability